

**МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА РФ
ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО ПО РЫБОЛОВСТВУ**

**ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ НАУЧНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
“АЗОВСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА”
(ФГБНУ «АЗНИИРХ»)**



**СОВРЕМЕННЫЕ ВОПРОСЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА
ВОДНЫХ И НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

**МАТЕРИАЛЫ МЕЖДУНАРОДНОЙ НАУЧНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ
МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ**

**Г. РОСТОВ-НА-ДОНУ
26-29 ОКТЯБРЯ 2015 Г.**

**Ростов-на-Дону
2015**

являются формой экологического аудита, дающие представление о летней специфике биопродуцирования микрофитов в регионе.

Список литературы

1. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: АН БССР. 1960. – 329 с.
2. Витюк Д.М. Взвешенное вещество и его биогенные компоненты. Киев: Наук. думка. 1983. – 212 с.
3. Игнатьева О.Г. Состояние компонентов карбонатной системы вод Севастопольской бухты по данным экспедиционных исследований 2006–2007 гг. // Морск. экологич. журн. 2009. Т. VIII. № 2. – С. 37–48.
4. Методическое пособие по определению первичной продукции органического вещества в водоёмах радиоуглеродным методом. Минск: Белгосуниверситет. 1960. – 26 с.
5. Руководство по методам химического анализа морских вод / Под ред. С.Г. Орадовского. Л.: Гидрометеиздат. 1977. – 208 с.
6. Сероводород в Черном море [Электронный ресурс] // <http://www.ecoteco.ru/index.php?id=870>.
7. Черное море [Электронный ресурс] // <http://blacksea-education.ru/2-2.shtml>.

**Поповичев В.Н., Терещенко Н.Н., Стецюк А.П., Бобко Н.И.,
Родионова Н.Ю.**

**ФГБУН Институт морских биологических исследований
им. А.О. Ковалевского, Севастополь**
popovichev@ukr.net

РЕЗУЛЬТАТЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ РАДИОУГЛЕРОДНОГО МЕТОДА ПРИ ИССЛЕДОВАНИИ ВОЗДЕЙСТВИЯ РТУТИ НА ФОТОСИНТЕЗ МИКРО- И МАКРОФИТОВ СЕВАСТОПОЛЬСКИХ БУХТ

Одним из наиболее опасных загрязнителей морской среды является ртуть (Hg), относящаяся к высокотоксичным тяжелым металлам и обладающая способностью накапливаться в морских организмах до концентраций, превышающих предельно допустимые уровни, что чревато необратимыми последствиями [3].

В настоящей работе представлены результаты экспериментального изучения влияния ртути, как химического токсиканта, на фотосинтез микро- и макрофитов севастопольских бухт, проводимых с использованием радиоизотопа ¹⁴C. Объектами наших экотоксикологических исследований служили: природная взвесь из поверхностного водного слоя изучаемых акваторий, включающая биотический компонент (микрофиты), генерирующий первичное органическое вещество (ОВ) водной среды [6], а также

– многолетняя зелёная водоросль ульва (*Ulva rigida* Ag.), как характерный представитель талломных макрофитов [1].

Материал и методика

Пробы воды и ульвы отбирали за 2–3 часа до постановки экспериментов, которые проводили как в условиях близких *in situ*, так и в лаборатории. Для получения оценок воздействия ртути на метаболические процессы микробиоты морской среды была использована процедура определения первичной продукции (ПП) радиоуглеродным методом, являющимся одним из основных и наиболее распространённым в современной гидробиологии. Его принцип основан на допущении, что внесённый в склянки меченый углерод (обычно в форме $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$ или $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$), включается в процессы фотосинтеза органического вещества (ОВ) с той же скоростью, как и стабильный изотоп углерода (^{12}C). Определения ПП радиоуглеродным методом осуществляется по стандартной схеме: отбор проб воды, добавление изотопа в склянки с водой, экспозиция, фильтрация и определение радиоактивности воды и фильтров с осаждённым сестоном [4, 7].

Радиоуглеродной методикой «в модификации склянок» рекомендуется [4]: одновременно со «светлыми» склянками в тех же условиях экспонировать пробы в «тёмных» склянках и при расчёте продукции за величину фотосинтеза принимается разность между фиксацией углекислоты в «светлой» и «тёмной» склянках. В наших экспериментах с радиоактивной меткой (^{14}C) роль склянок выполняли прозрачные 67–миллилитровые пластиковые флаконы, более устойчивые по сравнению со стеклом к ударному воздействию, что является весьма актуальным для условий близких *in situ*.

Для наблюдения за активностью живого компонента взвеси (микрофитов) в отношении его ассимиляции ^{14}C на фоне сорбционного процесса нами также инкубировались светлые и тёмные флаконы с добавками ингибитора жизненных процессов в виде насыщенного раствора сулемы в количестве 1 мл HgCl_2 на 1 л воды, при этом, согласно работы [2] концентрация ртути в воде будет составлять $48.7 \text{ mgHg} \cdot \text{l}^{-1}$ и данная концентрация являлась исходной при расчётах различных добавок сулемы в экспериментальные аквариумы с внесённым радиоуглеродом.

Радиометрические измерения ^{14}C в аликвотах воды из инкубируемых склянок и во взвеси, осаждённой на фильтрах, проводили в 20–миллилитровых стеклянных флаконах (виалах) на жидкостно-сцинтилляционном бета-спектрометре «1219 – RackBeta» с использованием сцинтилляционной жидкости «OptiPhase – П» (5 – 10 мл на флакон) и периодическим контролем работы прибора по прилагаемому ^{14}C -стандарту. Аналогично радиометрировали круглые фрагменты ульвы, предварительно перед экспериментом вырезанные из середины её талломов с помощью высечки диаметром 20 мм.

Результаты и обсуждение

При зимних экспериментах (середина декабря), поставленных как в лабораторных условиях (под световой решёткой), так и в условиях близких *in situ* – в качестве разновидности «контроля», было получено, что для 7–порядкового диапазона изменения содержания ртути в воде: от природных концентраций до $73 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$ живая микробиота взвеси (фракция $> 0.3 \text{ мкм}$), содержащаяся в пробах поверхностной воды из Мартыновой бухты, не проявила себя значимым изменением процесса аккумуляции ^{14}C взвесью, как в «светлых», так и в «тёмных» склянках, экспонируемых в течение 1 суток в лаборатории под световой решёткой с примерно постоянной освещённостью ($E = 4.2 \text{ клк}$) и температурой воды ($T_{\text{воды}} = 17.0 \text{ }^{\circ}\text{C}$). При этом по разности аккумуляции ^{14}C взвесью, содержащейся в «светлой» и «тёмной» склянках контрольной пробы была получена оценка ПП = $6.4 \text{ мгС} \cdot \text{м}^{-3} \cdot \text{сут}^{-1}$.

Вместе с тем контрольная проба, параллельно инкубируемая в условиях *in situ* ($E_{\text{max}} = 40 \text{ клк}$, $T_{\text{воды}} = 11.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$), показала достаточно значимое различие в аккумуляции ^{14}C взвесью для «светлой» и «тёмной» склянок, что дало возможность оценить уровень ПП = $24.9 \text{ мгС} \cdot \text{м}^{-3} \cdot \text{сут}^{-1}$. Разница в оценках ПП, полученных под естественным и искусственным освещением, несмотря на более высокую температуру воды в лабораторных условиях ($T_{\text{воды}} = 17.0 \text{ }^{\circ}\text{C}$), чем в условиях *in situ* ($T_{\text{воды}} = 11.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$), указывает на превалирование в зимний сезон (характеризующийся, как правило, низкой интенсивностью первичных продукционных процессов) «светового» фактора в продуцировании ОВ по сравнению с «температурным». В связи с этим в поздне-весенний сезон (конец мая), характеризующийся высокой интенсивностью продукционных процессов, нами проведён комплексный эксперимент, как с пробами воды, так и с талломами ульвы, отобранными в бухте Круглая.

На рисунке показаны относительные уровни аккумуляции ($N_{\text{взв}} / N_{\text{воды}} \cdot 100\%$) ^{14}C суммарной взвесью (фракция $> 0.2 \text{ мкм}$) поверхностной воды бухты Круглая, содержащейся в «светлых» и «темных» склянках в течение 1–суточной экспозиции в условиях близких *in situ* ($E_{\text{max}} = 97 \text{ клк}$, $T_{\text{воды}} = 20.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$), при концентрациях ртути ($\text{мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$), различающихся на семь порядков величин.

Из данного рисунка следует, что для проб воды, находящихся в «темных» склянках значения уровня аккумуляции ^{14}C взвесью на всём изучаемом диапазоне концентраций ртути значимо не отличаются и в пределах 8–процентной погрешности варьируют в интервале от 0.109% до 0.151%. При этом, в контрольных склянках уровни аккумуляции ^{14}C взвесью составили: 0.139% в «тёмной» и 0.601% в «светлой», что дало возможность по их разности оценить ПП = $167.6 \text{ мгС} \cdot \text{м}^{-3} \cdot \text{сут}^{-1}$, которая превышает услов-

ный уровень эвтрофности ($\text{ПП} = 100 \text{ мгС} \cdot \text{м}^{-3} \cdot \text{сут}^{-1}$). Однако для «светлых» склянок значения уровня аккумуляции ^{14}C взвесью в зависимости от добавочной концентрации в них ртути имели неоднозначный характер (рис. 1): они были максимальными и оставались постоянными (около 0.6%) в пределах 8–процентной погрешности для диапазона концентраций ртути в воде от природных значений («контроль») до $730 \text{ нгHg} \cdot \text{л}^{-1}$, а затем начали снижаться с увеличением концентрации ртути в воде. Так, при увеличении концентрации ртути от $730 \text{ нгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ до $7.3 \text{ мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ уровень аккумуляции ^{14}C взвесью в «светлых» склянках снизился на 19% относительно максимального, тем самым свидетельствуя о диапазоне концентрации ртути, в котором она достоверно начинает проявлять свою токсичность в отношении метаболической активности микробиоты морской среды. Далее, с увеличением концентрации ртути от 7.3 до $73 \text{ мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ уровень аккумуляции ^{14}C взвесью в «светлых» склянках снизился до уровня, которым характеризовались «тёмные» склянки, тем самым обусловив «концентрационную границу» данного токсиканта ($73 \text{ мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$), при достижении которой полностью ингибируются фотосинтетические процессы морской микробиоты. Полученные нами «ингибирующие оценки» для концентрации ртути примерно на 2 порядка выше ПДК ртути в воде рыбохозяйственных водоёмов – $100 \text{ нгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ [5].

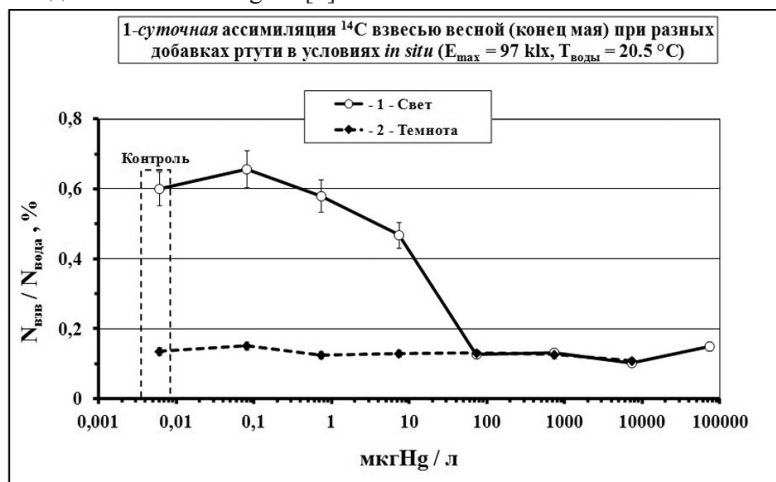


Рисунок 1. Относительные уровни аккумуляции ^{14}C взвесью ($N_{\text{взв}}/N_{\text{воды}}, \%$) поверхностной воды бухты Круглая, содержащейся в «светлых» (1) и «темных» (2) склянках в течение 1-суточной экспозиции в весенний сезон в условиях близких *in situ*, при различной концентрации в них ртути ($\text{мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$)

Аналогичный эксперимент по определению уровня содержания ртути в воде, при котором проявляется её негативное влияние на метаболизм

зелёной водоросли *Ulva rigida* Ag., был проведён параллельно с пробами воды, отобранными вместе с ульвой в бухте Круглая. И в результате наблюдений установлена толерантность ульвы к ртутному загрязнению в 4–х порядковом диапазоне изменения концентрации ртути в воде (от её природных значений до $73 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$). Увеличение концентрации ртути в воде ещё на два порядка (до $7.3 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$) привело к сильному ингибированию аккумуляции ульвой ^{14}C (снижение её фотосинтеза), что было проявлено уже через 15 минут от начала эксперимента, и со временем (в течение 7 суток) визуально наблюдалось прогрессирующее обесцвечивание ульвы, по всей видимости связанное с разрушением хлоропластов в её клетках и потерей хлорофилла.

Заключение

В процессе проведённых экспериментов установлено:

1. Микробиота морской среды (или живой, биотический, компонент взвеси – микрофиты) остаётся толерантной к увеличению концентрации ртути в воде от природных значений до $730 \text{ нгHg} \cdot \text{л}^{-1}$, что проявляется в неизменности её метаболической активности в отношении аккумуляции радиоуглерода (^{14}C) и в производстве первичной продукции.

2. С увеличении концентрации ртути от $730 \text{ нгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ до $7.3 \text{ мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ уровень аккумуляции ^{14}C взвесью снижается, что свидетельствует о проявлении токсичности ртути в отношении метаболической активности микробиоты.

3. Диапазон концентраций ртути от 7.3 до $73 \text{ мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ безусловно является токсичным для микробиоты морской среды, что проявляется в ингибировании аккумуляции ^{14}C взвесью.

4. При концентрации ртути от $73 \text{ мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ и выше, значения коэффициента накопления (K_n) ^{14}C взвесью не отличаются от сорбционных его значений, что свидетельствует о полном подавлении метаболизма микробиоты морской среды.

5. Свет как фактор фотосинтеза является определяющим в первичном продуцировании ОВ по сравнению с температурой воды, что было проявлено в зимний сезон.

6. В диапазоне изменения концентрации ртути в воде от её природных значений до $73 \text{ мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ (4–х порядковый диапазон изменения величин) метаболическая активность ульвы в отношении аккумуляции ^{14}C оставалась примерно одинаковой в пределах 20–процентной погрешности определения значений K_n , что свидетельствует о её толерантности к ртутному загрязнению до концентрации $73 \text{ мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$.

7. Увеличение концентрации ртути в воде ещё на два порядка (до $7.3 \text{ мгHg} \cdot \text{л}^{-1}$) привело к сильному ингибированию аккумуляции ульвой ^{14}C , что было проявлено уже через 15 минут от начала эксперимента, и со временем (в течение 7 суток) визуально наблюдалось обесцвечивание ульвы, по-

видимому, связанное с разрушением хлоропластов в её клетках и потерей хлорофилла.

8. В дальнейших аналогичных экспериментах с ульвой необходимо более детально исследовать диапазон концентрации ртути в воде от $73 \text{ мкгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ до $7.3 \text{ мгHg} \cdot \text{л}^{-1}$ для чёткого установления «концентрационных границ токсичности ртути» в отношении аккумуляции ульвой радиоуглерода.

Список литературы

- Калугина-Гутник А.А. Фитобентос Черного моря. Киев: Наук. думка. 1975. – 323 с.
- Карякин Ю.В., Ангелов И.И. Чистые химические вещества / Руководство по приготовлению неорганических реактивов и препаратов в лабораторных условиях / Изд. 4-е, пер. и доп. М.: Химия. 1974. – 408 с.
- Костова С.К., Поповичев В.Н. Распределение ртути в акватории черноморского побережья Крыма // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Сб. науч. трудов. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика. 2002. Вып. 1(6). – С. 118–127.
- Методическое пособие по определению первичной продукции органического вещества в водоёмах радиоуглеродным методом. Минск: Белгосуниверситет. 1960. – 26 с.
- Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоёмов. М.: Медикор. 1995. – 220 с.
- Поповичев В.Н. Экспериментальные исследования воздействия ртути на фотосинтез микро- и макрофитов Севастопольских бухт // Актуальные вопросы ядерно-химических технологий и экологической безопасности: тезисы докладов всеукраинской конференции, Севастополь, 23 мая 2014 г. / Министерство энергетики и угольной промышленности Украины. Севастополь: СКУЭЭП. 2014. – 120 с. (93 с.).
- Сорокин Ю.И. О применении радиоактивного углерода ^{14}C для изучения продуктивности водоёмов. – Тр. Всесоюз. Гидробиол. общ., 1956. 7. – С. 271–276.

Самотой Ю.В., Зуев Г.В.

*ФГБУН Институт морских биологических исследований
им. А.О. Ковалевского, Севастополь*

yunovosyolova@yandex.ru, zuev-ger@yandex.ru

ОСОБЕННОСТИ РЕПРОДУКТИВНОЙ БИОЛОГИИ СРЕДИЗЕМНОМОРСКОЙ АТЕРИНЫ *ATHERINA HEPSETUS* L. (ATHERINIDAE: PISCES) У ЮГО-ЗАПАДНОГО ПОБЕРЕЖЬЯ КРЫМА

A. hepsetus L. (средиземноморская атерина, снеток) – один из трех известных в Черном море представителей сем. Atherinidae (Световидов, 1964; Драпкин, 1968). От двух других видов – *A. bonapartii* Boul. и *A. mochon pontica* Eichw. отличается более крупными размерами, достигает длины 15,1 см, населяет открытые, удаленные от побережья участки моря, однако нерестится в прибрежной зоне, откладывая икру на подвод-